Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science
Région de la capitale nationale
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Avis scientifique 2012/022

ORIENTATIONS SUR LES PRISES ACCESSOIRES ET LES REJETS EN MER DES PÊCHES COMMERCIALES CANADIENNES

Figure 1 : Carte des six régions administratives de Pêches et Océans Canada (MPO).

Contexte

Sous l'autorité de l'Assemblée générale des Nations Unies et de la Convention sur la diversité biologique, le Canada s'est engagé à prendre des mesures de conservation et de gestion pour assurer la gestion durable des stocks de poissons. Sur son territoire, le Canada met actuellement en place son Cadre pour la pêche durable (CPD) conformément à ses engagements sur le plan international. Le Cadre stratégique sur la gestion des prises accessoires et des rejets (en cours d'élaboration) est un des éléments clés du CPD et il vise à assurer que les pêches canadiennes soient gérées dans le respect de l'exploitation durable des espèces aquatiques.

Le présent avis scientifique découle de la réunion nationale de consultation scientifique du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) de Pêches et Océans Canada qui a eu lieu du 5 au 7 mars 2012 et qui visait à définir des orientations sur les prises accessoires et les rejets en mer des pêches commerciales canadiennes. Toute autre publication découlant de ce processus sera publiée lorsqu'elle sera disponible sur le site du SCCS du MPO à l'adresse suivante : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm.

SOMMAIRE

- Le Canada s'est engagé à faire respecter des mesures de conservation et de gestion en matière de prises accessoires et de rejets, tant sur le plan national qu'international.

Canada

- Le présent avis scientifique concerne les prises accessoires d'espèces pour lesquelles nous disposons d'information limitée concernant la biologie, la répartition ou l'état des stocks ou, encore, pour lesquelles nous n'avons pas d'estimations officielles de l'abondance.
- Comparativement aux espèces ciblées, moins de données sont disponibles quant aux prises accessoires, les connaissances liées à la dynamique des populations et des structures démographiques des espèces capturées lors des prises accessoires étant elles aussi limitées.
- Plusieurs stratégies et mesures sont disponibles pour les gestionnaires afin que ceux-ci soient en mesure de gérer efficacement les risques associés aux prises accessoires. Des exemples de ces stratégies et mesures sont présentés dans le présent rapport.
- Il est extrêmement souhaitable d'obtenir des estimations directes des prises accessoires par l'intermédiaire de programmes de monitorage exhaustifs qui reflètent la situation véritable des pêches. Toutefois, cela n'est pas toujours possible et la répartition des ressources en matière de monitorage doit alors prendre en compte le risque que les pêches nuisent grandement aux espèces capturées en tant que prises accessoires.
- Les points de référence pour les espèces composant les prises accessoires sont utilisés afin d'évaluer si les taux et l'ampleur des prises accessoires sont suffisamment minimes pour être durables et ne pas nuire de façon importante aux espèces. Il n'y a pas de méthode idéale et l'utilisation d'approches diverses est encouragée..
- La mortalité naturelle (*M*) est un paramètre clé dans la création de points de référence pour la gestion des prises accessoires, et il existe de nombreuses façons pour en obtenir un estimé basé sur peu d'informations. Ce rapport fait état des approches pour calculer *M* et pour son utilisation dans les évaluations de la durabilité des espèces faisant partie de prises accessoires.
- Avec des conditions appropriées, les rejets et les déchets traités peuvent être raisonnablement utilisés comme source de matière première dans la production de farine ou d'huile de poisson pour l'aquaculture ou d'autres produits à valeur ajoutée. Pour utiliser rationnellement les rejets des pêches canadiennes, les produits entrant dans des composés de source alimentaire doivent être frais (c.-à-d. être traités peu après leur débarquement) et être de valeur nutritive adéquate. Compte tenu de ces contraintes, les possibilités éventuelles d'utiliser les rejets semblent limitées et devraient être évaluées au cas par cas.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Avec l'appui du Canada, l'Assemblée générale des Nations Unies (AGNU) a approuvé la *Résolution 64/72* relative à la durabilité des pêches en septembre 2009. Cette Résolution demande aux États et aux organismes et arrangements régionaux de gestion des pêches (O/ARGP) d'appliquer l'approche de précaution et l'approche écosystémique dans l'adoption et la mise en œuvre de mesures de conservation et de gestion et ce, afin d'être en mesure de répondre aux problèmes associés aux prises accessoires, la pollution et la surexploitation, et de protéger les habitats présentant un intérêt particulier.

Le Comité des pêches (COFI) de la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture) a coordonné l'élaboration des *Directives internationales sur la gestion des prises accessoires et la réduction des rejets en mer*, lesquelles visent à aider les États et les O/ARGP à mettre en œuvre la Résolution et une approche écosystémique à l'égard des pêches au

moyen d'une gestion efficace des prises accessoires et d'une réduction des rejets en mer. Les *Directives internationales sur la gestion des prises accessoires* de la FAO peuvent être consultées à l'adresse suivante : http://www.fao.org/cofi/cofi2012/fr/.

Les Directives sur les captures accessoires de la FAO sont facultatives et préconisent que les États établissent et mettent en œuvre des politiques nationales de gestion efficace des prises accessoires et de réduction des rejets en appliquant une approche écosystémique sur les pêches, et qu'ils prennent en compte toutes les sources importantes de mortalité par pêche. Outre les efforts de réduction des prises accessoires, les Directives font la promotion des initiatives visant une utilisation rationnelle des prises accessoires et des rejets qui seraient autrement gaspillés. Une option possible pour l'utilisation rationnelle des prises accessoires et des rejets est leur incorporation dans les farines et huiles de poisson destinées à la production d'aliments aquicoles.

Avec l'appui du Canada et dans la même optique que l'orientation fournie par la FAO, l'objectif 6 d'Aichi pour la biodiversité de la *Convention sur la diversité biologique* (CDB) est axé sur la gestion et la récolte durables de tous les stocks de poissons et d'invertébrés reposant sur l'application d'approches fondées sur les écosystèmes, de telle sorte que les répercussions des pêches sur les stocks, les espèces et les écosystèmes demeurent dans des limites écologiques sûres. Les objectifs d'Aichi formulés dans la CDB peuvent être consultés à l'adresse suivante : http://www.cbd.int/sp/targets/.

Afin de respecter ses engagements internationaux, Pêches et Océans Canada (MPO) travaille à la mise sur pied, à l'échelle nationale, du Cadre pour la pêche durable (CPD), qui vise à faire en sorte que les pêches soient écologiquement durables tout en favorisant la prospérité économique. Un volet clé du CPD est son *Cadre de politique pour la gestion des prises accessoires et des rejets en mer* (en cours d'élaboration et ci-après appelé la *Politique sur les prises accessoires*) qui vise à faire en sorte que les pêches canadiennes soient gérées d'une manière qui soutient la récolte durable des espèces aquatiques : 1) en limitant le risque que les pêches causent des dommages graves ou irréversibles aux espèces qui font partie des prises accessoires ou qui sont rejetées en mer; 2) en comptabilisant les prises totales, y compris les prises accessoires et les rejets.

ANALYSE

Portée de l'avis

La *Politique sur les prises accessoires* s'applique aux prises accessoires conservées et rejetées. Le texte décrit ces deux catégories ainsi :

a) Toute espèce ou tout spécimen conservé que le pêcheur ne peut cibler directement en vertu de son permis de pêche, mais qu'il doit ou peut conserver.

b) Tous les rejets, y compris les individus pris ou emmêlés dans des engins de pêche et remis à l'eau, que ceux-ci soient vivants, blessés ou morts, et qu'il s'agisse ou non de l'espèce ciblée.

Le présent avis scientifique concerne les espèces faisant partie des prises accessoires pour lesquelles nous disposons d'information limitée concernant la biologie, la répartition ou l'état des stocks ou, encore, pour lesquelles nous n'avons pas d'estimations officielles de l'abondance. Ce manque d'information nuit à notre compréhension de l'ampleur de la mortalité attribuable aux prises accessoires ou de la durabilité de ces niveaux de prises.

Le présent avis scientifique ne concerne pas les espèces faisant partie des prises accessoires pour lesquelles nous disposons de suffisamment d'information pour évaluer l'état des stocks ou pour élaborer des points de référence de précaution, ou encore qui sont gérées par l'intermédiaire de plans de gestion intégrée des pêches (PGIP). Conformément à la *Politique sur les prises accessoires* et au *Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (cadre de l'AP)*[1], de telles prises devraient être fidèlement comptabilisées et être incluses dans l'évaluation du stock des espèces ciblées correspondantes. Dans le cas de nombreuses pêches, les pratiques pour consigner et évaluer les prises accessoires doivent être améliorées en ce qui concerne les stocks et les espèces gérés dans le cadre de PGIP pour d'autres pêches.

Considérations générales pour un cadre de gestion des prises accessoires et des rejets

Stratégies et mesures pour gérer les prises accessoires

Afin d'atteindre les objectifs de la *Politique sur les prises accessoires*, il faudra procéder à certains changements, plus ou moins importants, concernant la façon dont les renseignements sur les captures découlant d'activités de pêche sont recueillis et analysés. Certains secteurs de pêche accordent déjà une grande attention à la gestion et, le cas échéant, à la réduction des prises accessoires (ex. : usage obligatoire de grilles Nordmore pour certaines pêches à la crevette), alors que d'autres secteurs se préoccupent peu des prises accessoires. Sans égard à l'historique, la *Politique sur les prises accessoires* exigera l'examen systématique des prises accessoires de l'ensemble des secteurs de pêche au Canada. Il est nécessaire de prendre en compte les prises de toutes les espèces dans tous les secteurs de pêche et ce, pour toutes les aires de répartition. La première mesure représente un objectif raisonnable pour les pêches canadiennes, alors que la deuxième mesure ne pourra se réaliser qu'au moyen d'une collaboration internationale étant donné le caractère hautement migratoire de certaines espèces et leurs déplacements transfrontaliers.

Si les renseignements dont nous disposons indiquent qu'il existe un risque de capturer des prises accessoires dans un secteur de pêche, les gestionnaires peuvent avoir recours à plusieurs stratégies et mesures pour s'assurer que les risques liés aux prises accessoires sont gérés efficacement, notamment :

- remplacement ou modification des engins de pêche pour améliorer la sélectivité;
- fermetures spatiales ou temporelles pour réduire les taux de rencontre;
- plafonds préventifs de prises, incitatifs commerciaux, ou autres moyens de limiter le total de prises accessoires pour une espèce donnée ou pour l'ensemble des espèces;
- protocoles opérationnels pour augmenter la probabilité de remettre à l'eau les organismes vivant (advenant la capture inévitable de prises accessoires);
- gestion active de la pêche de la population considérée auparavant comme prise accessoire, afin qu'elle fasse partie d'une pêche multi-espèces gérée de façon durable, ou soumises à une pêche dirigée.

[1] Compte rendu de la réunion nationale d'examen par les pairs sur l'élaboration de directives techniques pour la prestation d'un avis scientifique sur les divers éléments du cadre de l'approche de précaution de Pêches et Océans Canada, du 28 février au 1er mars 2012.

Ces possibilités devraient être étudiées chaque fois que les prises accessoires peuvent représenter un problème. Le présent document d'orientation n'explique pas comment procéder à ces examens et ne constitue pas un examen détaillé des possibilités de mesures d'atténuation présentées et de l'efficacité attendue de ces mesures. Il s'agit ici d'étudier essentiellement les activités scientifiques nécessaires pour définir si les prises accessoires et leur ampleur peuvent constituer un problème dans un secteur de pêche en particulier, en prodiguant des conseils pour quantifier efficacement les prises accessoires et évaluer leur durabilité.

Évaluer les prises accessoires

L'évaluation des prises accessoires selon la *Politique sur les prises accessoires* nécessitera la définition de points de référence pour la durabilité, qui pourront inclure ou dépasser les points de référence du Cadre de l'approche de précaution (MPO 2012). Bien que les politiques de Pêches et Océans Canada ne définissent pas la durabilité, le CPD souligne que la « durabilité » comporte des aspects écologiques et socio-économiques, même si c'est surtout la dimension écologique qui concerne les prises accessoires. Si des objectifs économiques sont fixés pour la pêche, ils ne font pas partie de la portée de cet avis et des points de référence seront définis dans le PGIP afin de gérer ces objectifs pour l'espèce ou le stock concerné. Les objectifs sociaux pour les espèces faisant partie de prises accessoires pourraient être liés à d'autres valeurs (ex.: d'existence, spirituelles, culturelles, etc.), et seraient atteints par l'entremise d'objectifs écologiques ou au-delà de ceux fixés dans le présent avis. Dans le cadre des politiques de Pêches et Océans Canada, la viabilité écologique signifie généralement qu'il existe un faible risque de nuire de façon importante à la population, alors que les dommages graves représentent une baisse de la productivité.

Une évaluation des prises accessoires comprendra généralement au moins deux parties : 1) identification des paramètres du cycle biologique reflétant la productivité des espèces qui peuvent permettre de définir des points de référence; 2) modèles pour définir le niveau de prises accessoires par rapport à ces points de référence. En général, nous avons moins de données sur les prises accessoires que sur les espèces ciblées et nous connaissons moins bien la dynamique des populations et les structures démographiques des espèces faisant partie des prises accessoires. Par conséquent, ces modèles et ces paramètres seront souvent moins précis ou mathématiquement moins puissant que ceux utilisés pour la gestion des pêches dirigées. Toutefois, de nombreuses analyses utiles et pertinentes peuvent être réalisées, même au moyen de paramètres et de modèles simples, du moment qu'elles sont écologiquement adaptées et qu'elles s'appuient sur des renseignements fiables.

En gros, la *Politique sur les prises accessoires* nécessite deux tâches primaires :
1) documenter la composition et l'ampleur des prises accessoires dans l'ensemble des pêches;
2) évaluer si la nature et l'ampleur des prises accessoires menacent la durabilité de la population. La partie de ce rapport portant sur les données et le suivi permettra de réaliser la première tâche alors que la partie sur les méthodes analytiques servira pour la seconde. Au fur et à mesure que le travail effectué pour réaliser ces deux tâches avancera, on identifiera les problèmes potentiels devant être réglés en combinant de façon appropriée les stratégies et les mesures susmentionnées (pour plus de détails, consultez la partie intitulée *Stratégies et mesures pour gérer les prises accessoires*).

Le processus d'évaluation doit permettre de définir les problèmes relatifs aux prises accessoires dans certains secteurs de pêche. Un processus de priorisation permettra de déterminer quels domaines feront l'objet d'un examen approfondi des problèmes et sur quoi les gestionnaires devront se concentrer. Le présent avis n'étudie pas en détail les méthodes d'établissement des

priorités, mais il indique l'existence de certaines approches efficaces (Pardo *et al.* 2012). Ces approches prennent en compte la souplesse des interventions en matière de gestion pour corriger les problèmes et la nécessité d'intervenir rapidement pour régler un problème avant qu'il ne provoque des dommages importants au sein de la population ou de l'écosystème.

Dans certains cas, l'évaluation des prises accessoires par rapport à leurs points de référence devrait permettre de définir la possibilité d'augmenter les prises accessoires d'espèces pour lesquelles il y aurait ou non un marché. Cependant, avant d'autoriser une augmentation des prises accessoires, une considération des éléments négatifs et positifs devrait être effectuée dans de telles situations. Les éléments positifs comprennent la possible augmentation des bénéfices découlant des pêcheries, souvent même sous les conditions existantes d'efforts de pêche et de plans de gestion, ou à l'aide d'un développement progressif de nouvelles pêcheries. Les points négatifs comprennent l'augmentation des répercussions éventuelles des pêcheries sur l'écosystème et les enjeux supplémentaires que cela représente pour la gestion des pêches. Par exemple, il faudra probablement redéfinir la portée des plans et les points couverts par ceux-ci, ce qui pourrait entraîner un chevauchement quant à l'application de différents plans.

Il pourrait être souhaitable d'étudier cet accroissement dans le cadre de nouvelles politiques sur les pêches plus étoffées. Toutefois, cela pourrait être inapproprié dans les secteurs de pêche qui existent depuis longtemps et pour lesquels les prises accessoires représentent un faible pourcentage des prises totales. Le choix ne sera alors pas si simple. Dans toutes les situations pour lesquelles l'évaluation montre qu'il y aura accroissement, les différentes options disponibles et adaptées en matière de gestion doivent être étudiées.

Comptabilisation des prises accessoires et mortalité par la pêche associée

Données requises

Des données particulières sont nécessaires pour déterminer la quantité et la nature des prises accessoires alors que d'autres renseignements peuvent apporter des informations additionnelles permettant de répondre à des objectifs précis, comme celui de définir les limites de mortalité durables. Ces renseignements englobent :

1. l'identification des espèces composant les prises accessoires, au niveau taxonomique le plus précis possible;
2. la quantité des prises accessoires (en nombre et en poids), un sous-échantillonnage pourra être requis pour l'obtenir;
3. l'emplacement géographique des prises;
4. le type d'engins, la longueur et la durée des traits;
5. l'heure et la date de la capture;
6. la température de l'eau et la profondeur, si disponible;
7. la composition démographique des prises accessoires, y compris (par ordre de priorité) :
    - longueur individuelle
    - poids individuel;
    - âge (lorsque requis et disponible);
    - sexe et maturité (lorsque requis et disponible);

8. des échantillons congelés, des photographies ou des échantillons génétiques pourront être demandés pour confirmer l'identification ou pour colliger de l'information démographique.

La portée pour des analyses plus détaillées augmentera parallèlement à la quantité d'information disponible. Même s'il est souhaitable d'avoir une grande quantité d'information, de nombreuses contraintes opérationnelles et budgétaires pourraient entraver la collecte de renseignements. Certaines de ces contraintes sont mentionnées dans la partie qui suit.

Programmes de surveillance

a) Inventaire

Les programmes indépendants d'observation en mer qui couvrent l'ensemble des activités d'une pêcherie, permettent d'effectuer un inventaire direct des prises accessoires et représentent l'approche idéale en matière de monitorage. La conservation obligatoire de toutes les prises avec vérification complète à quai permettrait également de recueillir des renseignements équivalents si ce travail était accompagné d'un programme d'observations en mer conjugué aux activités de réglementation. Les principales contraintes d'un programme d'observation en mer à 100% de couverture sont l'augmentation des coûts que cela entraînerait pour l'industrie et la faisabilité d'assurer une telle présence en mer pour les petites embarcations. Les principales contraintes de la conservation obligatoire sont l'applicabilité, le coût pour l'industrie de la conservation des prises ayant une faible valeur économique, et les répercussions de la conservation des organismes retenus qui auraient pu survivre s'ils avaient été remis à l'eau.

De nombreux programmes de monitorage n'arrivent pas à assurer la couverture idéale et doivent donc être conçus minutieusement pour optimiser leur valeur scientifique. Le temps, le financement et la disponibilité requise pour le monitorage peuvent être limités et doivent généralement répondre à plusieurs objectifs. C'est pourquoi l'affectation des ressources pour le monitorage doit prendre en compte les évaluations des risques de nuire grandement aux espèces constituant des prises accessoires.

b) Estimation des prises accessoires

Il est préférable d'obtenir des estimations directes des prises accessoires par l'intermédiaire des programmes de monitorage. Pour qu'ils soient utiles, les programmes de monitorage pour les prises accessoires doivent fournir des données qui reflètent la véritable situation de la pêche en question, ou sinon la nature et l'ampleur des biais dans les données doivent être expliquées. Les programmes de monitorage pourraient comprendre les observations indépendantes en mer (observateurs des pêches ou surveillance vidéo), les journaux de bord des pêcheurs, la surveillance par les agents de conservation, les systèmes de surveillance des navires, les réseaux d'observation et d'échouage, et l'échantillonnage à quai. Il existe une certaine homogénéité parmi les différentes méthodes de monitorage en matière d'exactitude et de précision des estimations de prises accessoires. On considère généralement que les programmes gouvernementaux bien structurés ou les programmes d'observation en mer par un tiers, qui assurent une couverture partielle, fournissent les estimations de prises accessoires les plus fiables, tandis que les données provenant de programmes de journal de bord non validés sont considérées comme beaucoup moins fiables. Lorsque le monitorage est partiel, des renseignements connexes (ex. : prise d' espèces ciblées, effort de pêche) pourraient être nécessaires pour accroître les observations au niveau d'une pêche, soulignant ainsi le besoin de maintenir des statistiques pour les pêches de haute qualité.

Un monitorage réduit ne peut indiquer adéquatement la nature et l'ampleur des répercussions et une idée du type de répercussions et de l'ampleur de celles-ci. En outre, les estimations seront peu précises si on a observé que les prises accessoires d'une espèce en particulier étaient regroupées dans le milieu et dans le temps, et n'étaient pas réparties de façon uniforme dans une pêche. De plus, si les résultats du programme de monitorage doivent être extrapolés à l'ensemble d'une pêche, la conception et la mise en place du programme de monitorage doivent être adaptées et comprendre un échantillon représentatif de la pêche. Le potentiel de « l'effet observateur » (c.-à-d. le fait que les pêcheurs modifient leur comportement de pêche en présence d'observateurs à bord) devrait être pris en compte lors de la planification des programmes de monitorage et lors de l'utilisation de renseignements provenant de ces programmes. La validité des hypothèses à la base d'un programme de monitorage devrait aussi être évaluée régulièrement.

En plus de disposer d'échantillons représentatifs de la pêche, l'identification des espèces capturées accidentellement correcte.. Par conséquent, les personnes chargées de consigner les prises accessoires devront avoir suivi une formation adéquate et des procédures efficaces pour valider l'identification des espèces devront être mises en place. Lorsqu'il n'est pas possible d'identifier les espèces avec précision ou que leur identification est discutable a posteriori, on pourra s'appuyer sur les modèles d'habitat pour déterminer la composition taxonomique spécifique des prises accessoires dans les cas où lesdits modèles ont été élaborés et approuvés.

Il pourrait arriver qu'on ait des raisons valables de croire qu'une espèce est à la fois présente dans une zone donnée et vulnérable aux engins de pêche, même s'il n'existe mention au niveau des données de prises accessoires. De telles situations doivent être priorisées pour des examens plus approfondis.

Facteurs influant sur la mortalité des prises accessoires

Pour établir la durabilité de la mortalité par pêche pour des taxons marins rejetés en mer, il faut disposer de renseignements sur leur taux de mortalité. En outre, le fait de connaître les facteurs pouvant provoquer la mort des espèces rejetées en mer permettra de mieux gérer les ressources en améliorant le potentiel de remise à l'eau d'individus vivants.

Les estimations officielles des taux de capture et de mortalité des espèces rejetées en mer qui reflètent la véritable situation dans les pêcheries, exigent beaucoup de temps et d'argent. Elles n'existent donc que pour un nombre limité d'espèces capturées dans certains secteurs de pêche. Lorsqu'elles n'existent pas, on peut s'appuyer sur des hypothèses fiables pour évaluer le risque de mortalité attribuable aux captures et aux rejets des individus. Par exemple, des mesures semi-quantitatives, colligées par les observateurs en mer à bord de bateaux de pêche commerciale, concernant la vitalité des poissons ou leur condition physique juste avant leur rejet en mer fournissent des indications fiables sur la mortalité potentielle. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, on peut prédire des valeurs en utilisant les modèles empiriques s'appuyant sur des facteurs influant sur la vitalité et donc sur la mortalité.

Les facteurs influant sur la mortalité à la suite de captures et de rejets en mer peuvent être divisés en différentes catégories : techniques (ex. : type d'engins, pratiques de manipulation des prises), environnementaux associés à l'activité de pêche (ex. : profondeur de pêche, températures de l'eau et de l'air), biologiques (ex. : liées aux espèces, taille), et écosystémiques (ex. : probabilité accrue de prédation après la remise à l'eau). Parmi ces facteurs, le type d'engins de pêche utilisés, les techniques de manutention et le temps passé sur le pont par les prises accessoires avant leur remise à l'eau contribuent fortement à la mortalité. Par exemple, il a été démontré que les poissons de fond capturés à la ligne et

rapidement remis à l'eau ont plus de chance de survivre que ceux qui ont été capturés par des engins de pêche mobiles et qui sont demeurés un long moment sur le pont. De même, il existe une relation inverse importante entre la taille de l'organisme et le taux de mortalité et ce, pour une même ou différentes espèces. Certains groupes d'espèces possèdent une combinaison de caractéristiques qui entraînent presque toujours la mort en lorsqu'elles sont capturées ou manipulées, alors que d'autres résistent mieux à des périodes prolongées hors de l'eau.

Méthodes analytiques pour définir la durabilité des prises accessoires

Approche générale

Des points de référence sont utilisés pour les espèces composant les prises accessoires afin d'évaluer si les taux et l'ampleur leurs prises sont suffisamment minimes pour assurer leur durabilité et n'entraînent pas des dommages importants. Il s'agit d'une méthode plus simple que le recours aux points de référence pour les espèces ciblées dans les pêches dirigées, dans le cadre desquelles la tâche du gestionnaire est de conserver les niveaux de captures suffisamment hauts pour répondre à des objectifs sociaux et économiques, sans mettre le stock dans une situation inacceptable de risques sérieux. Pour de simples évaluations des prises accessoires, on pourra souvent se contenter d'avis qualitatif, les modèles simples de population pouvant aider à établir des points de référence pour la gestion des prises accessoires.

Comme pour le niveau de référence supérieur du stock décrit dans le *Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution*, les points de référence pour la gestion des prises accessoires devraient anticiper les problèmes potentiels en la matière, et pas seulement nous prévenir uniquement lorsque des dommages importants à ces espèces sont imminents. Ceci a pour effet que les analyses de risques et de probabilités des répercussions sur les prises accessoires se concentrent davantage aux extrémités de la distribution des probabilités, alors que pour les espèces ciblées, on prend en compte aussi bien le centre (les cibles) que les extrémités (les limites) de la distribution.

Il existe de nombreuses méthodes pour définir des points de référence servant à évaluer la durabilité des prises accessoires en fonction du type et de la quantité de renseignements disponibles. La figure 2 propose un diagramme qui aidera à choisir les méthodes appropriées.

Tout d'abord, la meilleure méthodologie serait d'utiliser plusieurs approches appropriées pour estimer la mortalité naturelle (*M*) plutôt qu'une seule. Le choix d'une valeur minimale, d'une plage de valeurs, ou d'une distribution d'estimés potentiels pour M pourrait être considéré comme sources de points de référence pour la gestion des prises accessoires de l'espèce pour laquelle on dispose de peu d'information pour en faire une évaluation. Le fait d'utiliser diverses approches permettra aussi de tenir compte de l'incertitude au niveau de *M*, particulièrement pour ce qui est de simulations avec peu de données. L'approche itérative décrite par Quiroz *et al.* (2010) laquelle intègre un paramètre d'incertitude dans l'estimation de *M*, est recommandée lorsqu'on dispose suffisamment de données pour utiliser cette méthode (ex. : estimations de paramètres clés du cycle biologique de vie de plusieurs espèces ou stocks semblables). S'il n'est pas possible d'utiliser cette méthode, on considérera un éventail d'estimations de *M* ou une estimation prudente de *M* (i.e. la plus faible valeur obtenue à partir de différentes méthodes). La liste des méthodes pouvant être utilisées pour estimer *M* n'est pas exhaustive (tableau 1). Toutes ces méthodes nécessitent un minimum de données et elles ont toutes été approuvées lors du présent processus de consultation scientifique.

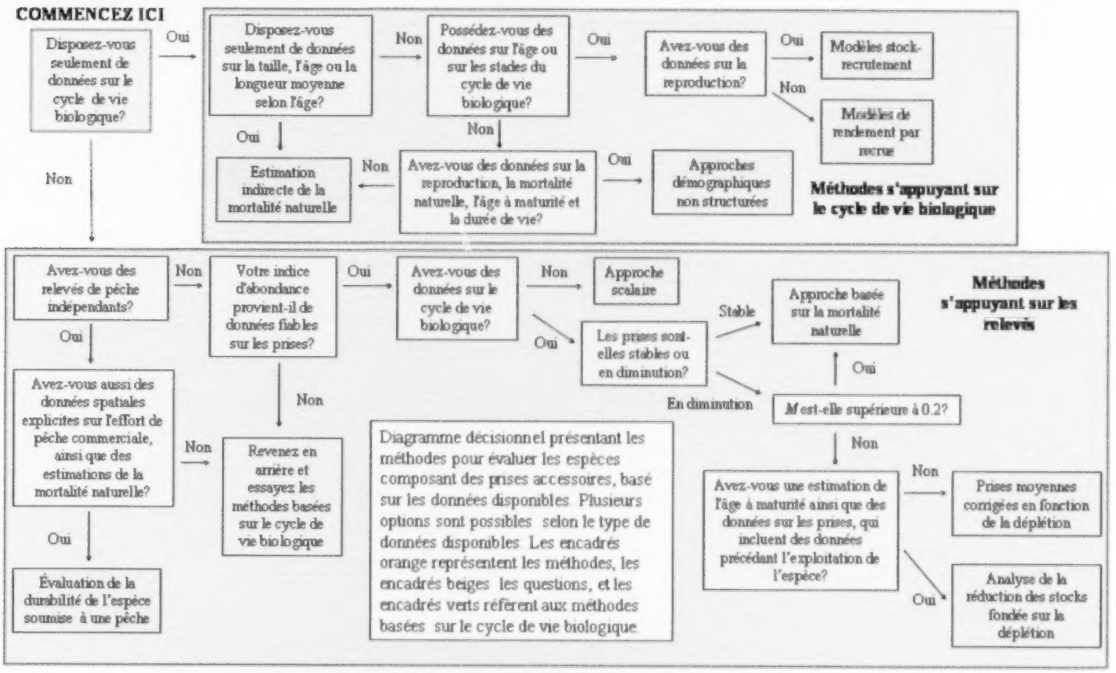

Figure 2 : Schéma de principe décisionnel présentant les méthodes pour évaluer les espèces faisant partie des prises accessoires en s'appuyant sur les données disponibles.

Méthodes indirectes pour estimer la mortalité naturelle (M)

Les méthodes indirectes pour estimer la mortalité naturelle (*M*) s'appuient sur le rapport existant entre les différentes caractéristiques du cycle de vie biologique, déduites à partir d'un cycle de vie biologique théorique, lequel rapport peut être utilisé dans des situations pour lesquelles nous disposons uniquement de données sur le cycle de vie biologique. Un sommaire des méthodes jugées appropriées pour l'estimation indirecte de *M* figure au tableau 1. Si l'on ne dispose pas de renseignements sur l'âge, la méthode de calcul la plus élémentaire pour estimer la mortalité naturelle est dérivée du poids (ou indirectement, de la longueur), les méthodes de Lorenzen (1996) et de Peterson et Wroblewski (1984) pouvant être utilisées à cette fin. Ces méthodes s'appuient sur les tendances générales et peuvent donner lieu à des estimations très inexactes de la mortalité naturelle et surestimer *M*, particulièrement pour les espèces longévives et à croissance lente, comme le sébaste du Pacifique (*Sebastes* spp.) ou les élasmobranches. Du fait que ce biais potentiel pourrait mettre le stock en danger; il ne faut donc pas s'appuyer uniquement sur ces méthodes pour calculer les estimations de *M* dans le cadre de la gestion de prises accessoires.

Si l'on ne connaît que l'âge maximal (espérance de vie) d'une espèce, on peut utiliser les méthodes de Hewitt et Hoenig (2005) et de Hoenig (1983) pour calculer la mortalité naturelle moyenne. Si l'on ne connaît que l'âge à maturité, on pourra alors utiliser la méthode de Jensen (1996) pour obtenir une estimation de *M*. Toutefois, si l'on dispose de données d'âge à la longueur et que l'on peut calculer les paramètres de croissance von Bertalanffy, il est recommandé d'utiliser quatre méthodes suivantes. Pour une estimation moyenne (sans tenir compte de la taille) de *M*, on peut utiliser la méthode Pauly (1980) pour laquelle on aura aussi besoin de la température moyenne de l'eau où séjourne l'espèce. Cette information peut facilement être obtenue en consultant les bases de données météorologiques. Les méthodes Gislason *et al.* (2010) et Charnov *et al.* (2012) utilisent également les paramètres de croissance

von Bertalanffy et permettent de déterminer la mortalité naturelle en fonction de la longueur pour une espèce donnée, alors que la méthode Chen et Watanabe (1989) permet de calculer une estimation en fonction de l'âge, en utilisant les mêmes paramètres d'entrée.

Tableau 1 : Sommaire des méthodes jugées appropriées pour obtenir l'estimation indirecte de la mortalité naturelle (M).

Méthode	Données minimales requises	En fonction de la taille?
Peterson et Wroblewski (1984)	poids	OUI
Lorenzen (1996)	poids	OUI
Hewitt et Hoenig (2005)	âge maximal	NON
Hoenig (1983)	âge maximal	NON
Jensen (1996)	âge à maturité	NON
Pauly (1980)	paramètres de croissance von Bertalanffy et température moyenne de l'eau	NON
Chen et Watanabe (1989)	paramètres de croissance von Bertalanffy et longueur	OUI
Gislason *et al.* (2010)	paramètres de croissance von Bertalanffy et longueur	OUI
Charnov *et al.* (2012)	paramètres de croissance von Bertalanffy et longueur	OUI

Méthodes directes pour estimer la mortalité naturelle (M)

Si l'on dispose de données sur la taille ou l'âge des prises (en abondance/nombres), la mortalité totale (*Z*) peut être estimée grâce à l'analyse des courbes des prises ou des courbes des classes d'âge. Les analyses des courbe des prises sont suffisantes si l'on dispose de données pour seulement une ou quelques années, tout en assumant qu'il y ait un recrutement constant entre les années de même des taux de mortalité de capturabilité constants entre les tailles et les classes d'âge analysées. L'analyse des courbes de classes d'âge exige de recueillir les données sur plusieurs années au cours desquelles devront être suivies les différentes cohortes. Ce modèle présuppose que la mortalité et la capturabilité sont constantes entre les classes d'âge, sans toutefois avoir un recrutement uniforme, et peut être considéré aux espèces présentant des caractéristiques de recrutement très variables (ex. : sébastes du Pacifique). Si l'on dispose de données sur les prises pour plusieurs années pendant lesquelles l'effort de pêche a varié considérablement, et si l'on suppose que la capturabilité moyenne est à peu près constante dans les pêches au fil des ans, la mortalité totale pourra être segmentée et *M* pourra être calculée directement au moyen de la méthode *Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE)* (évaluation de la durabilité en rapport avec les effets d'une pêche) décrite par Zhou et Griffiths (2008) et Zhou *et al.* (2009).

Règles utilisées à la production d'un avis d'exploitation à partir d'estimations sur la mortalité naturelle (M)

Lorsqu'on peut uniquement estimer *M* pour une espèce faisant partie des prises accessoires sans déterminer d'autres paramètres, l'approche scalaire peut être utilisée (Berkson *et al.* 2011). L'avis peut être fait en opposant le taux de mortalité par la pêche (*F*) effectif pour l'espèce ciblée par rapport à la proportion de la mortalité naturelle (*M*) associée à l'espèce capturée comme prises accessoires, ce qui permet de déduire la mortalité par pêche durable de cette espèce. Si peu de données sont disponibles, il est peu prudent de considérer que $F = M$. Toutefois, considérer $F = 0.8\ M$ pour les téléostéens et $F = 0.4\ M$ pour les élasmobranches s'avèrent des approches prudentes (Shijie Zhou, Commonwealth Scientific and Industrial

Research Organisation [CSIRO], Marine and Atmospheric Research [CMAR] Division, Dutton Park, données non publiées).

Utilisation des estimés de mortalité naturelle (M) pour évaluer la durabilité des prises accessoires

Il faut respecter plusieurs étapes lorsqu'on aborde la question de déterminer des points de référence pour la gestion des prises accessoires à partir d'estimés de *M*. Les réponses fournies à plusieurs des questions ci-dessous partent du principe que l'on dispose d'une estimation de la population ou d'un modèle de population pour l'espèce considérée. Dans la plupart des cas, il sera au moins possible d'établir des modèles de population simples à partir des séries temporelles de données sur les prises, du monitorage des prises accessoires dans la pêche, des séries temporelles des estimations d'abondance de relevés, ou plusieurs autres combinaisons de données. Dans certains cas, des modèles de population relativement simples (c.-à-d. sans séries temporelles) pourront aider à développer des points de référence plus solides dans le but de gérer les prises accessoires. Même sans modèle de population basé sur des séries temporelles de données, vous trouverez dans le MPO (2012) les méthodes utilisant les données actuelles (ou récentes) de relevés ou des prises afin de déterminer un estimé minimal de la population sont présentés par le Ministère (DFO, 2012).

Au tout début du processus d'évaluation de durabilité, et particulièrement dans les cas où les espèces avec peu de données atteignent des niveaux critique ou préoccupant, es données doivent être colligées pour favoriser l'utilisation de modèles plus complexes. Des méthodes simples, comme le fait de déterminer l'âge de 100 individus faisant partie des prises accessoires, peuvent fournir suffisamment d'information pour aider à améliorer les estimés.

Pour estimer *M*, que ce soit pour une espèce en particulier ou pour une communauté d'espèces, les questions suivantes doivent être considérées:

1. Si *M* est utilisée en tant qu'indice de productivité, les espèces présentant un *M* plus élevée sont susceptibles d'être plus productives et donc plus aptes à supporter des taux d'exploitation plus élevés. Par conséquent, on se questionne à savoir si *M* de l'espèce étudiée est supérieur au *M* de l'espèce ciblée par la pêche. Si tel est le cas, il y a peu de raisons de s'inquiéter pour le niveau de prises accessoires, sauf si les espèces en question sont rares et présentent une capturabilité élevée aux engins de pêche.
2. La pêche a-t-elle lieu seulement dans une partie de l'aire de répartition de l'espèce faisant partie des prises accessoires? Si tel est le cas, il faudra réexaminer nos connaissances sur les préférences en matière d'habitat, les comportements d'agrégation, la mobilité de l'espèce, les mesures de gestion spatiale, et tout autre facteur propre à la pêche ou à l'espèce. Il serait approprié de considérer le niveau d'inquiétude comme faible si une portion importante de l'espèce n'est pas exposée à la mortalité par pêche.
3. Les tendances observées au niveau de l'abondance de la portion commerciale (post-recrue) d'une population peuvent indiquer si les niveaux actuels de capture de l'espèce nuisent à la productivité de la dite population. Dans la mesure où ces tendances sont considérées comme fiables, les directives suivantes s'appliquent :
    a) Tendances à l'augmentation : Disposons-nous d'indicateurs (ex. : relevés ou prises par unité d'effort) montrant que l'abondance de la portion commerciale (post-recrue) de la population de l'espèce considérée augmente? Ces tendances devraient toujours être étudiées en considérant les changements potentiels dans la pêche, les marchés, la conception des relevés, ou d'autres facteurs qui

peuvent influer sur l'indicateur. Si la tendance est à l'augmentation, il y a donc peu de raisons de s'inquiéter du niveau des prises accessoires.

b) Tendances stables : Disposons-nous d'indicateurs montrant que l'abondance de la portion commerciale (post-recrue) de la population de l'espèce considérée demeure constante (ou relativement constante) ou que les données ne fournissent pas suffisamment d'information pour définir une tendance? Si tel est le cas, il est approprié de mener des analyses supplémentaires afin d'établir si la population est déjà assez basse pour avoir connu une baisse de la productivité, ou n'est pas en mesure de soutenir des prises accessoires, même à un taux minime.

c) Tendances à la baisse : L'abondance de la portion commerciale (post-recrue) de la population de l'espèce considérée est-elle à la baisse? Si tel est le cas, il faudra rapidement effectuer une évaluation plus détaillée de la population pour cette espèce.

La prochaine étape consiste à définir le niveau d'analyse requis en s'appuyant sur les réponses données aux questions ci-dessus. Il est important de tenir compte de l'ensemble de la zone où l'espèce faisant partie des prises accessoires est capturée. Ceci peut requérir l'intégration de tous renseignements provenant de différentes pêches.

Concernant une espèce pour laquelle le niveau de préoccupation est modéré (ex. : cas 3b où l'abondance est stable), on peut utiliser des données sur une période limitée pour dégager une conclusion en comparant l'extrémité de la distribution de probabilités de l'abondance par rapport au point de référence établi pour les niveaux de prises accessoires durables. Pour ce type d'évaluation, on pourra utiliser la méthode DCAC (*Depletion-Corrected Average Catch*) (MacCall ,2009; NOAA, 2011).

Dans les cas où l'abondance diminue ou reste constante à un faible niveau (cas 3b, 3c), des séries temporelles d'au moins deux des trois types de données suivantes sont requises pour élaborer un modèle approprié : nombres de prises accessoires totaux capturés, effort de pêche, abondance de l'espèce concernée capturée comme prise accessoire. La reconstitution des prises doit s'appuyer sur une opinion éclairée, des ratios pour les prises ciblées, etc., et ne requiert pas forcément des données précises. Les séries sur l'effort de pêche peuvent être calculées à partir de l'effort nominal (ex. : bateau-jour, heures de chalutage) pour les pêches ciblées, ou à partir des évaluations de stock des pêches ciblées. Dans le dernier cas, les pêches ciblées peuvent être considérées comme un indice de l'effort nominal pour les prises accessoires. Moins fréquemment disponibles, les séries temporelles d'abondance peuvent s'avérer utiles même si elle s'étendent sur une moins longue période que pour les évaluations analytiques de stock. On pourra utiliser des modèles simples qui nécessitent des données que pour une période de trois à cinq ans, même s'ils sont complétés par des modèles plus complexes requérant des séries plus longues de données. Par exemple, la méthode AIM (An Index Method) est un bon modèle qui peut être utilisé pour évaluer la situation actuelle et pour décider si les prises accessoires autorisées sont durables (NOAA, 2011). En outre, l'utilisation de séries temporelles courtes des modèles de Schaefer peuvent être utilisées pour déterminer si le stock se situe au-dessus ou au-dessous du niveau de « population durable optimal » (NPDO) (Wade et Angliss, 1997; Wade 1998; NMFS 2005).

Des modèles plus sophistiqués, tels le DBSRA (*Depletion-Based Stock Reduction Analysis* ["analyse de réduction basée sur l'épuisement d'un stock"]) et ses dérivés (Dick *et al.* 2011), seront considérés uniquement dans le cas où les analyses de risques ou les modèles exposés ci-dessus révèlent que le niveau actuel des prises accessoires peut représenter un problème. Idéalement, plusieurs autres alternatives de modèle devraient être considérées en se basant

sur les distributions de probabilités des paramètres du modèle. Ces alternatives peuvent être catégorisées selon leur probabilités, produisant une distribution bayésienne a posteriori, et utilisées pour évaluer la probabilité de déclins futurs des espèces composant les captures accessoires, dans le cadre de scénarios de pêche actuels et alternatifs. Ces scénarios peuvent comprendre le recours à diverses mesures d'atténuation pour les prises accessoires, si ces mesures sont envisageables pour la pêche. Le modèle Catch-Free (modèle "sans capture") de Porch *et al.* (2006) est un autre modèle envisageable.

Quantification et utilisation potentielle des rejets des pêches marines commerciales canadiennes

Quantification des rejets et traitement des déchets

En 2009, les pêches canadiennes débarquaient environ 914 000 tonnes de poissons, mollusques et crustacés, et les estimations montraient qu'au moins 38 000 tonnes (environ 4 % des prises totales débarquées à quai) auraient pu être remises à l'eau (Chadwick 2012). Bien que la limite supérieure des rejets soit incertaine, son estimation est aussi élevée que 96 000 tonnes (soit environ 10 % des prises débarquées à quai) ou plus. Environ 85 % de l'estimation minimale des rejets provenaient des pêches à la drague pour le pétoncle et la mactre d'Amérique, des chaluts à crevettes et à poissons de fond, et de la pêche à la palangre des gros pélagiques. Environ 10 000 tonnes de ces rejets provenaient des pêches de poissons de fond de la Colombie-Britannique où la surveillance en mer est de 100%. La pêche à la crevette par la flottille des gros navires dans les zones de pêche à la crevette (ZPC) 2 à 7, de même que la pêche aux poissons de fond dans certaines zones de l'est de l'Arctique sont également soumises à une couverture totale (100%) par les observateurs et fournissent des estimations fiables des rejets. Pour toutes les autres pêches marines canadiennes, les estimations de rejets ont été considérées comme peu fiables en raison du faible niveau ou de l'absence de surveillance en mer.

Les rejets susmentionnés étaient composés d'un mélange de poissons démersaux, de crustacés, de mollusques, d'échinodermes et de requins, qui ne sont normalement pas utilisés comme matière première pour l'alimentation aquicole. Actuellement, les constituants marins de l'alimentation aquicole sont principalement des petits poissons pélagiques, dont la majeure partie est importée d'autres pays. En règle générale, l'intégralité des stocks de poissons pélagiques sont exploités, ce qui oblige l'industrie de l'aquaculture à trouver de nouvelles sources de farine et d'huile de poisson pour maintenir sa viabilité.

Considérations opérationnelles et écologiques pour utiliser les rejets et déchets traités pour l'alimentation aquicole

Assurer le plein potentiel économique des ressources halieutiques du Canada est un objectif visé par les programmes de gestion des pêches et de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada. L'utilisation potentielle des prises accessoires, des rejets et des déchets traités pour l'alimentation aquicole est ici étudiée, étant donné que ces produits ne sont peut-être pas actuellement pleinement exploités. En théorie, les rejets utilisés provenant des pêches fournissent une matière première servant à la production de farine et d'huile de poisson pour la fabrication d'aliments aquicoles. Étant donné que l'utilisation de prises accessoires composées de mammifères marins, tortues et oiseaux de mer est actuellement interdite par les politiques et la réglementation actuels, ces prises ne sont pas considérées dans la présente revue.

Facteurs à prendre en compte pour l'industrie

Pour une utilisation rationnelle des rejets, il faut tenir compte des éléments clés que sont l'emplacement et la concentration des usines de transformation afin de garantir la fraîcheur des produits. Cela représente un défi étant donné la vaste étendue géographique au sein de laquelle les poissons sont débarqués. Le traitement à bord des navires représente une solution économiquement viable pour certaines pêches grâce aux nouvelles technologies modulaires qui permettent de traiter de petites quantités de matière première. Un autre point clé à prendre en considération est la disponibilité saisonnière de prises accessoires nutritionnellement adéquates et ce en quantité suffisante assurer la transformation. La composition des prises accessoires est également un point important (ex. : poissons ou invertébrés, niveaux élevés de protéines/d'huile ou non). La détermination des solutions potentielles dépend de l'estimation précise du type et du volume des prises accessoires. La plupart des poissons capturés accidentellement peuvent être traités pour obtenir de la farine et de l'huile de poisson en utilisant la technologie traditionnelle de transformation. La composition nutritionnelle des mollusques, des crustacés et des échinodermes est différente de celle des poissons, et doit être évaluée au cas par cas étant donné que certaines matières premières présentent une faible valeur commerciale.

Contraintes pesant sur l'utilisation rationnelle des rejets et des déchets traités pour l'alimentation aquicole

Toute étude sur l'utilisation de rejets et de déchets traités (provenant des pêches et de l'aquaculture) pour l'alimentation aquicole doit prendre en compte toutes les utilisations existantes ou potentielles, y compris les produits destinés à la consommation humaine, les engrais agricoles, l'alimentation agricole, les aliments pour animaux de compagnie, les appâts pour la pêche commerciale, etc. Pour ce faire, il faut bien connaître les utilisations de cette biomasse, la valeur économique actuelle de ces utilisations, ainsi que les utilisations potentielles permettant d'augmenter la valeur économique du produit.

Une certaine partie des prises peuvent être des rejets légaux qui doivent être remis à la mer pour des raisons de conservation ou d'allocation. Toute initiative visant à conserver à bord de telles prises devra démontrer que: a) les avantages économiques de leur conservation à bord surpassent les avantages écologiques de les remettre à l'eau; b) l'espèce accessoire capturée n'est pas soumise à une pêche ciblée accrue par cette pratique; c) cette pratique ne présente pas de risques supplémentaires pour l'espèce en question; d) une entente sur l'allocation a été conclue.

Les répercussions éventuelles positives et négatives sur l'écosystème, particulièrement sur les réseaux trophiques, de la remise à l'eau de poissons morts et de déchets traités devraient être étudiées au cas par cas. Dans certains cas, cette biomasse peut favoriser d'autres populations alors que dans d'autres cas, dépendant du type d'écosystème et de son état, la remise à l'eau de cette biomasse peut entraîner des conséquences négatives (ex. : augmentation du risque d'hypoxie, augmentation des populations de nécrophages constituant une menace pour d'autres espèces de l'écosystème, etc.).

Sources d'incertitude

Le présent rapport donne des pistes pour estimer les prises accessoires dans le cas où l'on dispose de données limitées. Ce rapport expose les méthodologies prenant en compte l'incertitude dans le cadre de l'estimation des paramètres tels les taux de mortalité associés aux prises accessoires.

CONCLUSIONS

Il est extrêmement souhaitable de disposer d'estimations directes des prises accessoires obtenues par l'intermédiaire de programmes de surveillance exhaustifs et qui reflètent la situation véritable des pêches. Certains facteurs peuvent néanmoins limiter une surveillance exhaustive. Il faudra alors prendre en compte, lors de la répartition des ressources de surveillance, les risques que des pêches nuisent de façon importante à des espèces faisant partie des prises accessoires.

En général, nous avons moins de données sur les prises accessoires que sur les espèces ciblées, et nous connaissons moins bien la dynamique des populations et les taux démographiques des espèces faisant partie des prises accessoires. Par conséquent, les modèles et les paramètres concernant les prises accessoires seront souvent moins précis ou mathématiquement moins puissants que ceux utilisés pour la gestion des pêches dirigées sur une espèce. Toutefois, de nombreuses analyses utiles et pertinentes peuvent être réalisées, même au moyen de paramètres et de modèles simples, du moment qu'elles sont écologiquement adaptées et qu'elles s'appuient sur des renseignements fiables.

Des points de référence établis pour les espèces faisant partie des prises accessoires permettent d'évaluer si les taux et l'ampleur des prises accessoires sont suffisamment faibles pour assurer la durabilité des espèces et ne leur sont pas néfastes. Il s'agit d'une méthode plus simple que celle utilisée pour déterminer les points de référence pour les espèces ciblées dans les pêches dirigées, dans le cadre desquelles la tâche du responsable est de maintenir le niveau des captures suffisamment élevé pour atteindre les objectifs sociaux et économiques sans mettre le stock dans un état préjudiciable. Pour les évaluations simples des prises accessoires, un avis qualitatif pourra suffire, et des modèles simples de population pourront aider à établir des points de référence pour la gestion des prises accessoires.

Il n'existe pas de méthode idéale pour estimer les points de référence pour la gestion des prises accessoires, en raison d'une part des incertitudes concernant les niveaux de capture des prises accessoires pour certaines pêches en particulier, et d'autre part des connaissances incomplètes sur la dynamique des populations et la démographie des espèces faisant partie des prises accessoires. Il est recommandé d'utiliser diverses approches, plutôt que la seule estimation des points de référence; l'incertitude des points de référence peut être considérée pour une gestion conforme à une approche de précaution.

La mortalité naturelle (M) est un paramètre clé pour élaborer des points de référence pour la gestion des prises accessoires, car elle peut être utilisée comme un indice de productivité, en particulier pour les stocks dont l'abondance n'a pas connu de diminution importante, et qu'il existe de nombreuses façons d'obtenir une valeur approximative de ce paramètre même si l'on dispose de peu d'information.

Les rejets et les déchets traités pourraient être utilisés comme de futures sources de farine et d'huile de poisson. Toutefois, compte tenu des considérations opérationnelles et écologiques découlant de telles actions, les possibilités en la matière semblent très limitées et locales dans le cadre actuel des pêches canadiennes en milieu marin. Les diverses possibilités devraient donc étudiées au cas par cas.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion nationale du 5 au 7 mars 2012 sur l'« Orientation sur les prises accessoires et les rejets en mer des pêches commerciales canadiennes ». Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée lorsqu'elle sera disponible sur le calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences du MPO à l'adresse suivante : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm.

Berkson, J., Barbieri, L., Cadrin, S., Cass-Calay, S.L., Crone, P., Dorn, M., Friess, C., Kobayashi, D., Miller, T.J., Patrick, W.S., Pautzke, S., Ralston, S. et Trianni, M. 2011. Calculating acceptable biological catch for stocks that have reliable catch data only (Only Reliable Catch Stocks – ORCS). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 616. 56 p.

Benoît, H.P. et J. Allard. 2009. Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66: 2025–2039.

Benoît, H.P., T. Hurlburt et J. Chassé. 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. Fisheries Research 106: 436–447.

Benoît, H.P., Hurlbut, T., Chassé, J. et Jonsen, I.D. 2011. Estimating fishery-scale rates of discard mortality using conditional reasoning. Fisheries Research, sous presse. [doi:10.1016/j.fishres.2011.12.004]

Chadwick, E.M.P. 2012. The extent and diversity of the harvest fishery bycatch in Canadian commercial fisheries and the possible rational utilization for aquaculture feed production. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2012/031.

Charnov, E., Gislason, H. et Pope, J.G. 2012. Evolutionary assembly rules for fish life histories. Fish and Fisheries. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2012.00467.x.

Chen, S. et Watanabe, S. 1989. Age Dependence of Natural Mortality Coefficient in Fish Population Dynamics. Nippon Suisan Gakkaishi, 55: 205-208.

Dick, E.J. et MacCall, A.D. 2011. Depletion-based stock reduction analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. Fisheries Research, 110: 331-341.

Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C. et Pope, J.G. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish and Fisheries, 11: 149-158.

Hewitt, D.A. et Hoenig, J.M. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. Wildlife Conservation, 437: 433-437.

Hoenig, J.M. 1983. Empirical Use of Longevity Data to Estimate Mortality Rates. Fishery Bulletin, 82: 898-903.

Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 53: 820-822 [en anglais seulement].

Lorenzen, K. 1996. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. Journal of Fish Biology; 49: 627-647.

MacCall, A.D. 2009. Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 66: 2267-2271.

NMFS. 2005. Revisions to Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks. 24 p. Accessible sur :http://www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/sars/gamms2005.pdf

NOAA. 2011. National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) Fisheries Toolbox. http://nft.nefsc.noaa.gov/DCAC.html

Pardo, S.A., Dulvy, N.K. et Cooper, A.B. 2012. Critical review and analysis of existing risk-based techniques for determining sustainable mortality levels of bycatch species. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2012/014. v + 30 p.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish stocks. Journal du Conseil international pour l'exploration de la mer, 39: 175-192.

Peterson, I. et Wroblewski. J.S. 1984. Mortality rates of fishes in the pelagic ecosystem. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 41: 1117-1120 [en anglais seulement].

Porch, C.E., Eklund, A.M. et Scott, G.P. 2006. A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. Fishery Bulletin, 104: 89-101.

Quiroz, J., Wiff, R. et Caneco, B. 2010. Incorporating uncertainty into estimation of natural mortality for two species of Rajidae fished in Chile. Fisheries Research, 102: 297-304.

Wade, P.R. et Angliss, R.P. 1997. Guidelines for Assessing Marine Mammal Stocks: Report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-1593 p.

Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science, 14(1): 1-37.

Zhou, S. et Griffiths, S. 2008. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE): a new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. Fisheries Research, 91: 56-68.

Zhou, S., Griffiths, S. et Miller, M. 2009. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) on highly diverse and data-limited fish bycatch in a tropical trawl fishery. Marine Freshwater Research, 60: 563-570.

POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS

Communiquer avec : Jake Rice
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent, Stn. 12S015
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0288
Télécopieur : (613) 991-1378
Courriel : Jake.Rice@dfo-mpo.gc.ca

Andrea White
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent, Stn. 12W068
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

(613) 949-7523
(613) 991-1378
Andrea.White@dfo-mpo.gc.ca

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0293
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs

ISSN 1919-5109 (Imprimé)
ISSN 1919-5117 (En ligne)
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012

An English version is available upon request at the above address.

LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :

MPO. 2012. Orientations sur les prises accessoires et les rejets en mer des pêches commerciales canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/022